

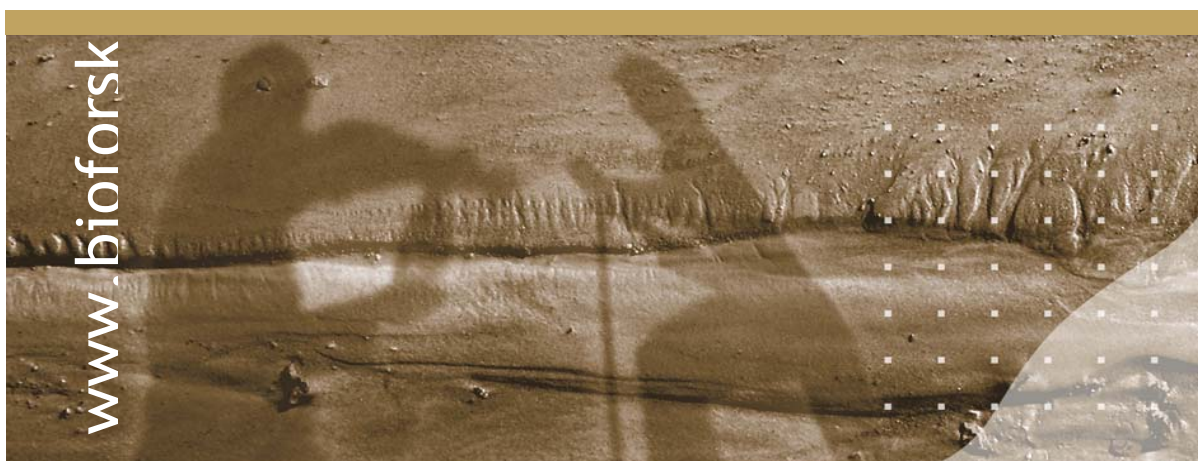


Bioforsk Rapport

Vol. 4 Nr. 87 2008

GIS avrenning for Vestfold 2007

Stein Turtumøygard og Lillian Øygarden
Bioforsk Jord og miljø





Hovedkontor
Frederik A. Dahls vei 20,
1432 Ås
Tel.: 03 246
Fax: 63 00 94 10
post@bioforsk.no

Bioforsk Jord og miljø
Ås
Frederik A. Dahls vei 20
Tel.: 03 246
Fax: 63 00 94 10
jord@bioforsk.no

Tittel/Title: GIS avrenning for Vestfold 2007
Forfatter(e)/ Autor(s): Stein Turtumøygard og Lillian Øygarden

Dato/Date: 11. juni 2008	Tilgjengelighet/Availability: Åpen	Prosjekt nr./Project No.: 2110307	Arkiv nr.Archive No.:
Rapport nr.Report No.: 87/2008	ISBN-nr.: 978-82-17-00393-9	Antall sider/Number of pages: 17	Antall vedlegg/Number of appendix:

Oppdragsgiver/Employer: Fylkesmannen i Vestfold	Kontaktperson/ Contact person: Jon Randby
---	---

Stikkord/Keywords: GIS, erosjon, avrenning, landbruk	Fagområde/Field of work: Vann/vannkvalitet, avrenning, overvåking
--	---

Sammendrag: På oppdrag fra Fylkesmannen i Vestfold har Bioforsk Jord og miljø beregnet flateerosjon fra landbruksarealer i Vestfold i 2007. Beregningene er utført med erosjonsmodellen GIS avrenning, som kombinerer Skog og landskap (tidligere NIJOS)' erosjonsrisikokart med registerdata fra tilskuddsordningene for endret jordarbeiding. Erosjon er beregnet både for dagens drift og for ulike tiltaksalternativer der mer areal legges i stubb. Resultatene er summert opp pr kommune. Totalt for hele Vestfold er det bare mindre endringer i beregnet flateerosjon fra 2006 til 2007, men sammenligningen er noe usikker pga ulikt beregningsgrunnlag. Rapporten gir også en beskrivelse av ulike indikatorer for å måle endringer i erosjonsrisiko som følge av omlegging i driftspraksis. Disse indikatorene vil kunne være aktuelle ved Fylkesmannens oppfølging av de regionale miljøprogrammene.
--

Summary:

Fylke/kommune: Vestfold

Ansvarlig leder/Responsible leader

.....
Lillian Øygarden

Prosjektleder/Project leader

.....
Stein Turtumøygard

Innhold

1. Innledning.....	3
2. Beskrivelse av GIS avrenning.....	4
2.1 Erosjonsformer og -prosesser	4
2.2 GIS avrenning - modellen.....	6
3. Metode	7
4. Registerdata	9
5. Flateerosjon - jordbruksareal	10
5.1 Beregnet flateerosjon. Effekt av stubb i klasse 2, 3 og 4	10
5.2 Sammenligning av beregninger for 2004, 2005, 2006 og 2007.....	11
6. Indikatorer for resultatoppnåelse i regionale miljøprogram	14
6.1 Litt om indikatorer	14
6.2 Indikatorer for erosjon.....	14
6.3 Indikator - bruk av flateerosjon angitt som tonn jord	15
Referanser	16

1. Innledning

Som ledd i utformingen av regionale miljøprogram og tilskuddsordninger foretar Fylkesmannen i Vestfold (FMIV) vurderinger av sammenhengen mellom virkemidler, gjennomførte tiltak og forventede miljøeffekter. I dette arbeidet inngår beregninger og sammenstillinger av data om landbruksdriften på flere ulike nivåer, både ved en regional inndeling (fylke/kommune) og for nedbørfelt/delnedbørfelt med ulik grad av detaljering.

Som planleggingsverktøy i dette arbeidet har FMIV valgt å benytte erosjonsmodellen *GIS avrenning* i samarbeid med Bioforsk Jord og miljø. Modellen er brukt i Vestfold i flere prosjekter siden 2002. Denne rapporten er en videreføring av tilsvarende beregninger for 2004, 2005 og 2006, som er nærmere beskrevet blant annet i *Turtumøygard, S. & Øygarden, L. 2007. GIS avrenning for Vestfold 2006*.

GIS avrenning beregner flateerosjon fra jordbruksarealet i nedbørfeltet, og er tidligere benyttet blant annet i forbindelse med tiltaksanalysen for Vansjø/Hobøl-vassdraget (Morsa-prosjektet), Borrevannet, Goksjø, Haldenvassdraget, Leira, Årungen og en rekke andre områdetiltak.

GIS avrenning beregner flateerosjon på de enkelte skifter på basis av erosjonsrisikokart og driftsdata. Modellen tar utgangspunkt i risikokart for jorderosjon som er utarbeidet av Skog og Landskap (tidligere NIJOS) på grunnlag av jordsmonnsskart. Disse kartene viser imidlertid erosjonsrisikoen dersom alt areal blir høstpløyd. For å kunne vurdere den *aktuelle* erosjonsrisikoen, må en i tillegg ha informasjon om faktisk arealbruk og jordarbeiding. Gjennom søknader om produksjonstilskudd og miljøtiltak i landbruket blir det årlig samlet inn detaljerte data om bl.a. arealet av ulike vekster og jordarbeiding til korn og oljevekster for den enkelte driftsenhet. Disse registrene kan kombineres med data om erosjonsrisiko. Man kan også supplere med faktisk kartlagte data om den enkelte driftsenhet. Resultatet blir et mål for erosjonsrisikoen ved den aktuelle arealbruken i forhold til om alt arealet var høstpløyd. Dette gjør det også mulig å vurdere hvor mye det er mulig å redusere erosjonsrisiko dersom gjennomføringsgraden økes ytterligere.

2. Beskrivelse av GIS avrenning

Modellen GIS avrenning er nærmere beskrevet i rapporten: GIS - avrenning (Turtumøygard og Grønlund, 2001). I det følgende er det tatt med et utdrag fra rapporten.

2.1 Erosjonsformer og -prosesser

Vannerosjon kan inndeles i tre former, *flate-* eller *tynnskikterosjon*, *rillerosjon* og *groperosjon* eller *grøfteerosjon* (eng. "gully"). Flateerosjon foregår relativt jevnt over arealet og etterlater ingen dype spor på overflata. Rillerosjon resulterer ofte i parallelle riller i jordoverflata med dybde fra noen cm til ca 20 - 30 cm og med varierende avstand. Rillerosjon er vanlig på jord med jevn overflate og lite utviklet plantedekke, f. eks. langs såradene i høstkorn. Groperosjon resulterer i groper eller grøfter av varierende dybde, som normalt ikke kan fjernes med tradisjonell jordarbeidingsredskap. Groperosjon foregår særlig i områder der overflatevannet konsentreres, f. eks. i dalbunner og dråg.



Figur 1. Eksempler på rillerosjon (venstre bilde) og groperosjon (høyre bilde)

Det er utviklet flere modeller for beregning av vannerosjon. Den mest brukte er den universelle jordtapsligningen (USLE) som har formen:

$$A=L*S*K*C*R*P$$

hvor

A=beregnet årlig jordtap pr. arealenhet som gjennomsnitt for en lang periode

L=faktor for hellingslengde

S=faktor for hellingsgrad

K=faktor for jordas eroderbarhet

C=faktor for vegetasjonsdekke og jordarbeiding

R=faktor for nedbør

P=faktor for ekstra erosjonshindrende tiltak (f. eks. terrassering og grasdekte vannveier)

USLE er utviklet i USA og kan i prinsippet brukes til å beregne flateerosjon. Den er ikke tilpasset norske forhold hvor tele og snøsmelting er viktige faktorer for erosjon. På grunnlag av en del erosjonsforsøk utført av Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB har en foretatt beregninger av C- og R-faktorene for norske forhold.

USLE blir brukt av NIJOS ved beregning av erosjonsrisikokart avledet fra jordsmonnkart. Faktorene for hellingsgrad og jordas eroderbarhet (S- og K-faktoren) blir beregnet på grunnlag av data fra jordsmonnkartet. R- faktoren settes som en konstant og C-faktoren varierer med planteslag og jordarbeiding, på grunnlag av erosjonsmålingene utført ved Institutt for plante- og miljøvitenskap ved UMB. Hellingslengden er satt til 100 m. I tilfeller hvor hellingslengden avviker betydelig fra 100 m, bør den beregnede erosjonen korrigeres. P-faktoren settes til 1 fordi det i beregningene forutsettes at det ikke blir gjort ekstra erosjons-hindrende tiltak.

På grunnlag av beregnet erosjon ved høstpløying blir det avledet fire erosjonsrisikoklasser:

Klasse	Beregnet jordtap, kg/dekar/år
1. Liten	0-50
2. Middels	50-200
3. Stor	200-800
4. Svært stor	>800

Modellen som beskrives i denne rapporten bygger på de samme erosjonsberegningene som erosjonsrisikokartene fra NIJOS. Den viktigste forskjellen er at erosjonsrisikokartene forutsetter en bestemt arealbruk (høstpløying) mens *GIS avrenning* også tar hensyn til den *aktuelle* arealbruken. Den er først og fremst egnet til å vise eller anslå:

- forskjeller i risiko for flateerosjon mellom ulike eiendommer og nedbørfelt
- effekter av endret arealbruk og jordarbeiding

Modellen gir ikke et direkte mål for tilførsel av erosjonsmateriale til vassdrag. Dette skyldes bl a.:

- Den simulerer ikke groperosjon og erosjon i vannveier (forsenkninger).
- Den tar ikke hensyn til at en betydelig del av erosjonsmaterialet kan sedimentere på overflata og ikke nå ut i vassdragene (figur 2)
- Det brukes en konstant regnfaktor beregnet som middel for noen få år. Enkelte år kan erosjonen avvike sterkt fra en slik middelvei, blant annet som følge av variasjon i nedbør og klimaforhold. USLE-ligningen er heller ikke utformet med tanke på de spesielle norske vinterforhold.
- Modellen er ikke kalibrert for geografisk variasjon (vær) mellom ulike distrikter.



Figur 2. Betydelige mengder erosjonsmateriale kan sedimentere på jorden i partier med lav vannhastighet.

2.2 GIS avrenning - modellen

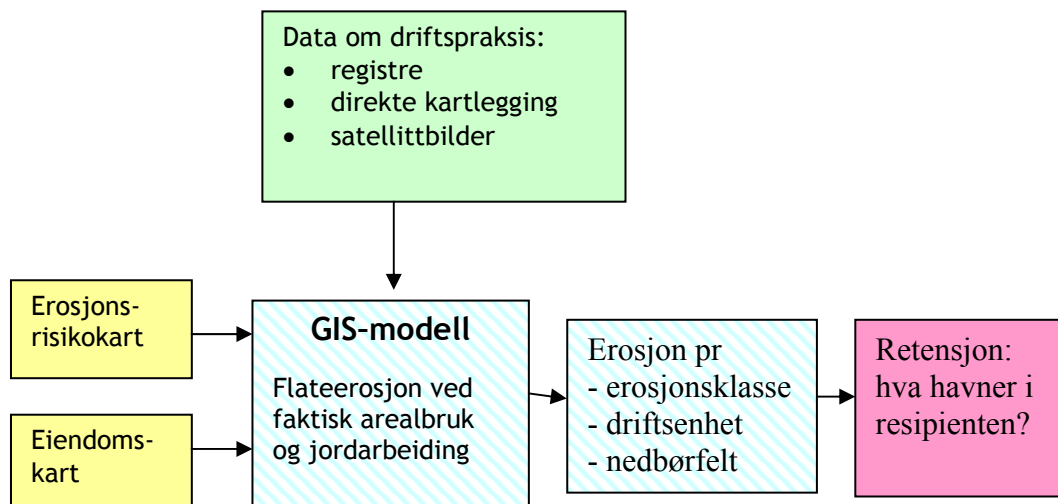
GIS-modellen beregner erosjonsrisiko fra jordbruksarealer på grunnlag av data om erosjonsrisiko klassifisert av NIJOS og driftspraksis hentet fra offentlige søknadsregistre eller fra direkte kartlegging på det enkelte skifte.

Datakilder for modellen er

- Digitale jordsmonnkart med beregnet risiko for flateerosjon ved høstpløying (NIJOS)
- Søknad om produksjonstilskudd med data om arealbruk og jordleie
- Søknad om tilskudd til endret jordarbeiding
- Landbruksregisteret med data om driftsenhet for de enkelte landbrukseiendommer
- Evt data fra direkte kartlegging av arealbruk.

Sluttresultatet fra modellen er beregnet erosjon pr år fra hver driftsenhet, fordelt på erosjonsrisikoklasser etter inndeling som brukes av NIJOS. Driftsenheten er identifisert med *kommune/gnr/bnr for hovedeiendommen*. Dersom eieren dessuten leier annet areal, blir dette altså også medregnet i hans gnr/bnr.

Modellen er illustrert i figur 3.



Figur 3. Prinsippet for erosjonsberegning i GIS avrenning fra jordbruksarealer.

For hver erosjonsrisikoklasse beregnes både erosjon ved høstpløying av alt areal (maksimal erosjon), og erosjon ved dagens drift (aktuell erosjon). Ut fra dette kan man enkelt simulere effekter av ytterligere tiltak, f.eks. erosjon hvis all jord i erosjonsklasse 3 og 4 legges i stubb.

Resultatet av modellberegningen kan kombineres med digitale nedbørfeltkart, som f.eks hentes fra NVE's Regime-register eller genereres maskinelt ved å kombinere karttema for vannveier og 5-meters koter. Data kan aggregeres opp til nedbørfeltnivå, og presenteres som sumtall for de gruppene som er nevnt ovenfor. Hvis en driftsenhet strekker seg over flere nedbørfelt, foretas en proporsjonal fordeling av erosjonen i forhold til arealet.

Ved bruk av resultatene må man ta forbehold om visse forutsetninger som er gjort ved kobling av data om driftspraksis til erosjonsrisiko:

- Arealer om vekster fra Søknad om produksjonstilskudd er ikke knyttet til erosjonsrisiko. Permanent gras og areal ute av drift forutsettes å tilhøre de høyeste erosjonsklassene for eiendommen. For øvrig forutsettes vekstene å være jevnt fordelt mellom risikoklasser i forhold til arealet.
- Data om jordleie er lagt inn i beregningen, men det er gjort visse forenklinger, blant annet når driftsenheten går over flere kommuner.

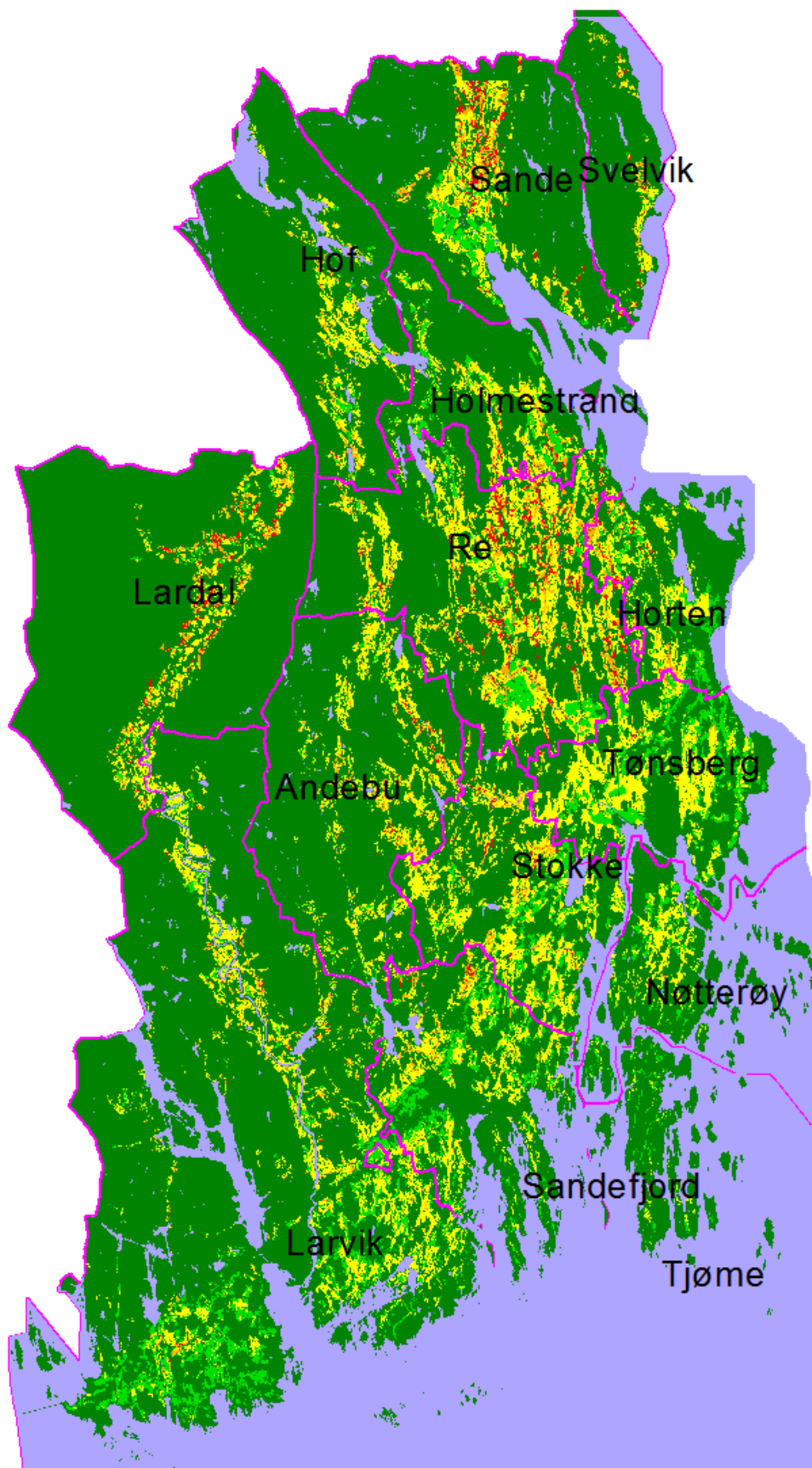
3. Metode

Prosjektet har omfattet tilrettelegging av data og digitalt kartgrunnlag og beregning av flateerosjon fra landbruksarealer i Vestfold fylke. Metodikken og modellen er nærmere beskrevet i Turtumøygard & Grønlund (2001). Beregningene av erosjonsrisiko er foretatt ved bruk av registerdata (FMLA, SLF). Erosjonsrisiko er beregnet både med aktuell drift og med alternativet alt areal høstpløyd. Det er deretter foretatt en modellering av to mulige tiltak, der mer areal legges i stubb (evt i kombinasjon med direktesådd høstkorn):

- alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb
- alt areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb

Erosjonsberegningene er summert opp på kommunenivå.

Programmet gjør det også mulig å gjøre beregninger som inkluderer effekter av vegtasjonssoner og fangdammer, men det har ikke vært inkludert i dette beregningsoppdraget.



Figur 4. Kommuner i Vestfold med jordsmonn og erosjonsrisikoklasser

4. Registerdata

GIS avrenning benytter tilgjengelige registerdata fra offentlige stønadsordninger:

- søknad om produksjonstilskudd
- søknad om tilskudd til tiltak mot avrenning i regionalt miljøprogram

Data om den enkelte eiendom kobles sammen ved bruk av Landbruksregisteret og registrert jordleie.

En del kartlagte arealer vil ikke være berettiget til tilskudd, f.eks. fordi de ikke lenger er i drift eller fordi eiendommen er for liten. Disse mangler vi data for i søknadsregistrene. Det samme vil gjelde for eiendommer som tilhører driftsenheter utenfor fylket. En del eiendommer som består av flere grunneiendommer kan ikke kobles til registerdata fordi hovednummer i digitalt eiendomskart ikke samsvarer med Landbruksregisterets hovednummer. Tilgjengelige registerdata for 2007 dekker ca 75% av totalt kartlagt jordbruksareal i Vestfold. Dette er noe høyere enn ved fjorårets beregning, se også beskrivelse i pkt 5.2.

Vi vet lite om driften på det ikke-omsøkte arealet. Selv om jordtaps-beregningene derved vil ligge noe for lavt, er dette av mindre betydning, ettersom vi hovedsakelig skal forholde oss til relative effekter av tiltak. For å kunne sammenligning med tidligere års beregninger, er tallene multiplisert opp til 100% arealdekning.

5. Flateerosjon - jordbruksareal

5.1 Beregnet flateerosjon. Effekt av stubb i klasse 2, 3 og 4

Beregningene ble utført for hver enkelt driftsenhet og summert opp til kommunenivå. Tabell 1 viser resultatet av beregningene for fire ulike scenarier:

- Erosjon dersom alt tilgjengelig areal var høstpløyd
- Erosjon med dagens drift, som indirekte viser effekt av allerede gjennomførte tiltak
- Erosjon dersom resterende areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb.
- Erosjon dersom resterende areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb.

Som nevnt dekker erosjonsberegningene ca 75 % av arealet i fylket, men med ulik dekningsgrad for de enkelte kommuner. Erosjonstallene er multiplisert opp til 100% for lettere å kunne sammenligne jordtapet på tvers av kommuner. Man må være oppmerksom på at beregningene kun omfatter overflateerosjon, mens andre erosjonsformer (rillerosjon, groperosjon, grøfteerosjon) ikke er beregnet. I enkelte felt kan disse typene erosjon være betydelige, men lar seg ikke kvantifisere uten nærmere feltanalyser. Det kan særlig gjelde felter med spesiell topografi, lange hellinger og kupert terreng med forsenkninger. Erosjon rundt hydrotekniske anlegg kan også gi erosjon, men det må befarings det enkelte år til for å kartlegge omfanget og betydningen.

Tabell 1. Flateerosjon i Vestfold beregnet med GIS avrenning (tonn jordtap/år). Kommunevis.

Kommune	Erosjon hvis alt areal høstpløyd	Erosjon med dagens drift		Erosjon hvis alt areal i klasse 3 og 4 i stubb		Erosjon hvis alt areal i klasse 2, 3 og 4 i stubb	
		Tonn	% av alt høstpløyd	Tonn	% av alt høstpløyd	Tonn	% av alt høstpløyd
Horten	2741	1268	46	967	35	563	20
Holmestrand	2522	1159	45	908	35	483	19
Tønsberg	2681	1848	68	1686	62	755	28
Sandefjord	3513	2061	58	1809	51	856	24
Larvik	6198	3516	56	3320	53	1948	31
Svelvik	1045	323	30	243	23	183	17
Sande	7069	2753	38	1807	25	1253	17
Hof	1721	834	48	749	43	291	16
Re	16540	8826	53	5525	33	3334	20
Andebu	3816	1981	51	1527	40	652	17
Stokke	5042	2341	46	2048	40	975	19
Nøtterøy	751	531	70	509	67	259	34
Tjøme	112	39	34	39	34	24	22
Lardal	6291	1707	27	1456	23	1064	16
SUM	60042	29187	48	22593	37	12640	21

Beregningene er også vist ved søylediagrammer i figur 5.

Disse absolutte beregningene av jordtap må tas med forbehold, blant annet fordi erosjonsrisikokartene er beheftet med klare begrensninger. Det er derfor mest aktuelt å se på de relative beregningene, dvs *forholdet* mellom erosjonsverdiene i tabell 1. Vi ser at det allerede er gjennomført betydelige tiltak i nedbørfeltet, i det dagens flateerosjon utgjør bare ca halvparten av det maksimale nivået. Likevel er det fremdeles et betydelig potensiale i å legge mer areal i stubb, som vist i de fire siste kolonnene i tabellene. Effekten av å legge resterende areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 i stubb, varierer en del fra kommune til kommune. Dette skyldes i noen grad ulikt omfang på dagens tiltak, men det avhenger også av jordsmonnet i den enkelte kommune. For Nøtterøy og Tjøme er f.eks effekten av dette tiltaket svært liten, som følge av at det nesten ikke er areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 i disse kommunene. Dersom også erosjonsrisikoklasse 2 legges i stubb, er effektene klart større, og det er beregnet at flateerosjonen da vil være ca 20 % i forhold til om dette arealet var høstpløyd. Beregningene inkluderer ikke effekter av eventuelle fangdammer og vegetasjonssoner.

5.2 Sammenligning av beregninger for 2004, 2005, 2006 og 2007

I forbindelse med modelleringen for 2005 ble det i samarbeid med NIJOS foretatt en gjennomgang av digitale eiendomskart (DEK), og man fikk gjennom dette en dekning på 424.000 daa jordsmonnsskartlagt areal. Av dette var det mulig å koble 354.000 daa (83%) til registerdata fra driftsenheter i Vestfold fylke. Av ressursmessige årsaker var det ikke mulig å gjøre en tilsvarende gjennomgang for 2007, men i samarbeid med Fylkesmannen er det gjort en begrenset gjennomgang, og registerdekningen ligger denne gang på ca 75%.

I tabell 2 er det gjort en forenklet sammenstilling av erosjonsberegningene fra 2004, 2005, 2006 med de nye beregningene for 2007 ved at tallene for det enkelte år er multiplisert opp til 100% arealdekning. Vi velger da å anta at driftspraksis for ikke-kartlagte enheter fordeler seg forholdsmessig på samme måte som for kartlagt areal. Sammenligningen bør tolkes med et visst forbehold, i det mindre prosentvise endringer kan skyldes svakheter i datamaterialet.

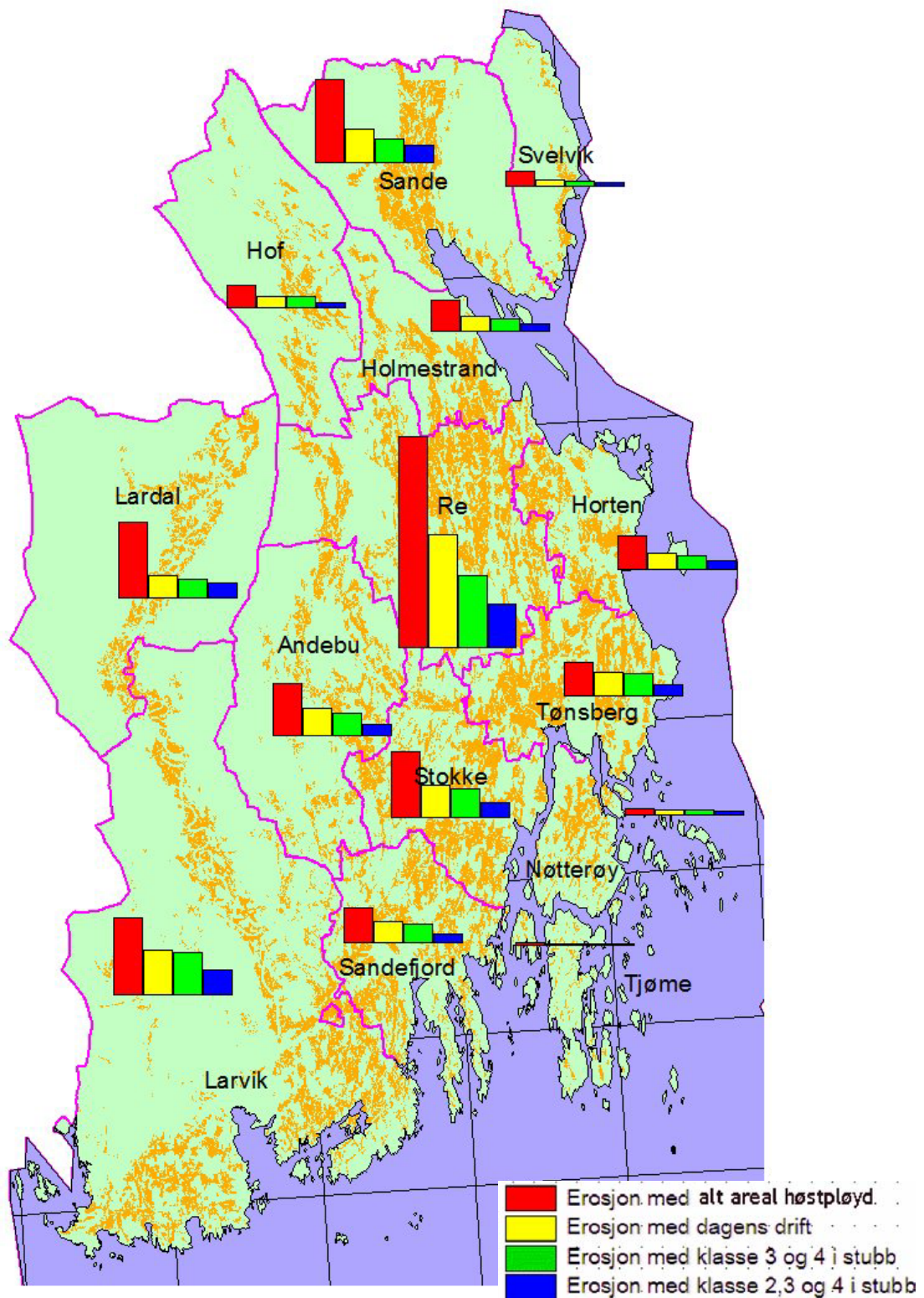
Tabell 2. Endring i flateerosjon i Vestfold fra 2004 til 2006 beregnet med GIS avrenning (tonn jordtap/år)

Kommune	Erosjon 2004	Erosjon 2005	Erosjon 2006	Endring %	Erosjon 2007	Endring %
				2005-06		2006-07
Andebu	1831	2180	1972	-10	1981	0
Hof	508	872	889	1	834	-7
Holmestrand	1204	1226	1362	11	1159	-15
Horten	955	1366	1478	8	1268	-15
Lardal	2037	1951	1793	-9	1707	-5
Larvik	3483	3772	3825	1	3516	-9
Nøtterøy	261	280	304	8	531	74
Re	9772	8692	8966	3	8826	-2
Sande	3030	3069	3013	-2	2753	-9
Sandefjord	1891	1895	1922	1	2061	7
Stokke	2454	2580	2496	-4	2341	-7
Svelvik	250	271	281	4	323	14
Tjøme	34	31	28	-10	39	39
Tønsberg	1881	1997	1949	-3	1848	-6
SUM	29591	30182	30278	0.3	29187	-4

Tabell 2 viser at det ikke har skjedd store endringer de siste to år. De store prosentvise variasjonene i Tjøme og Nøtterøy skyldes at disse kommunene har relativt lite landbruksareal, dvs at små endringer i arealbruk gir store prosentvise utslag. Som vist i tabell 1 gir dagens arealbruk i Vestfold fylke en flateerosjon på ca 50% for i forhold til om alt arealet var høstpløyd. Det er viktig å fortsette med de tiltak som allerede er gjennomført, men disse resultatene viser også at det er et potensiale for ytterligere tiltak.

Rapporten presenterer bare en sum av alle tiltak innen endret jordarbeiding f.eks stubb, lett høstharving, fangvekster, høstkorn, eng. Det vil for tolking seinere år kunne være mer interessant å ha en fordeling både på vekster og på jordarbeiding for å kunne forklare utviklingen. Da kan man også se spesielt på arealer med høstkorn, poteter og grønnsaker. I JOVA-programmet der Bioforsk er ansvarlig, er det også en tendens til at andelen stubb reduseres på bekostning av mer harving om høsten og høstkorndyrking med jordarbeiding. Med tanke på utformingen av de regionale miljøprogram og vurdering av effekter vil en presentasjon på et mer detaljert nivå kunne gi mer forklaringer til utviklingen. Vi foreslår derfor at man ved beregningene for 2008 vurderer følgende utvidelser:

1. Utarbeide tabeller over detaljert vekstfordeling som grunnlag for analyser av utviklingen
2. Utvikle noen egnede grafiske fremstillinger til bruk i presentasjoner og beslutningsprosesser
3. Koble beregningene til PA-L-analyser fra jordlaboratorier
4. Utvide rapporteringen til også å omfatte tilførsler på nedbørfeltnivå, slik det er gjort i enkelte tidligere år



Figur 5. Erosjon fra jordbruksareal i Vestfold 2007. Sum pr kommune.

6. Indikatorer for resultatoppnåelse i regionale miljøprogram

6.1 Litt om indikatorer

Ved vurderinger av erosjonsrisiko som eks. Skog og Landskap (tidligere NIJOS) inndeling i erosjonsrisikoklasser og ved bruk av GIS avrenning for beregning av tiltakseffekter ved ulik jordarbeiding blir erosjonen beregnet som et gjennomsnitts jordtap forutsatt samme arealbruk over en lang periode. Ved denne rangering av erosjonsrisiko kan en vurdere effekter av ulik jordarbeiding opp mot hverandre eller studere relativ utvikling i tid for et område eller et enkelt skifte. Denne bruk av gjennomsnittsverdier kan ikke brukes som direkte mål for tilførselsverdier av partikler til for vassdrag for enkelte år. En direkte sammenligning med målte verdier av eks. partikkelkonsentrasjon i avrenningsprøver blir dermed ikke riktig. Slike risikoberegninger vil ikke gi forskjeller i partikkelavrenning mellom tørre og våte år eller fange opp ekstremepisoder. Det er den langsiktige effekten av ulik arealbruk på risikoen for jordtap som måles mot hverandre.

6.2 Indikatorer for erosjon

Med bakgrunn i ovenfor nevnte forutsetninger er det mulig å bruke ulike indikatorer for å vurdere graden av måloppfylling. Bruk av indikatorer gir mulighet for å dokumentere endringer og trender i utvikling og hvor stort omfang de har. Nøyaktigheten av dem vil avhenge av hvor gode data som er tilgjengelig for å gjøre slike sammenligninger. Dersom man i et område har data for alt areal er det mulig å bruke % vise sammenligninger. Indikatorer som viser om erosjon reduseres er indikatorer for de faktorer som påvirker erosjon:

- **Vekstfordeling**
Areal av ulike vekster. Arealandel av gras og andel åpen åker vil si noe om risiko for åpen jord. En endring til mer gras vil eks redusere risikoen, mens økning i potet og grønnsaksarealet vil øke risikoen.
- **Jordarbeiding**
Areal med ulik jordarbeiding for åpen åker vekstene. Dersom man har data for alt areal eller forutsetter samme arealandel vekster vil endring fra høstpløying til høststubb eller våarbeiding eller direkte såing redusere erosjonsrisikoen og være indikatorer på positiv utvikling.
- **Kombinasjon vekst, jordarbeiding, erosjonsrisiko**
Dersom man relaterer både vekstvalg og jordarbeiding til hvilken erosjonsrisikoklassene arealene har vil det gi ekstra informasjon som indikator. Da vil en kunne gi oversikter over hvor stor andel av jord i erosjonsrisikoklasse 3 eller 4 som pløyes og fremdeles har stor risiko eller om alt areal er i stubb og har minimal risiko. En slik vurdering gir mulighet for målretting av effektive tiltak for raskere å oppnå effekter i vassdrag. Høyrisikoarealer blir mer fokusert enn om endret jordarbeiding relateres til totalarealet uten oppdeling i erosjonsrisikoklasser.
- **Avstand til vannforekomst**
Dersom ulik arealbruk også relateres til arealenes beliggenhet i forhold til vannforekomst vil en ytterligere kunne videreutvikle bruken av indikatorsystemet. En slik bruk vil eks. si noe om tilstanden på areal grensende til vann som hele jorder, evt. 20 meters belter. Slike data er ikke vanlig forekommende, men er mulig å utvikle.
- **Tiltaksgjennomføring**
Graden av gjennomføring kan relateres til tapstall der en tar utgangspunkt i at alt areal er høstpløyd, enten av total arealet eller av arealet med åpen åker. Da får en relative tall i forhold til "verste" tilfeller. Samtidig gir det en påminnelse om at endret jordarbeiding er en aktiv

beslutning hvert år og at høstpløying fremdeles er en aktuell jordarbeiding for mange. De regionale miljøprogrammene og deres tilskudd til endret jordarbeiding kan aktivt påvirke gjennomføringsgraden.

6.3 Indikator - bruk av flateerosjon angitt som tonn jord

En slik bruk av indikator krever varsomhet i klargjøring av forutsetninger og bruk. Det kan være fristende å bruke slike kg tap som en direkte tilførselsberegning til vassdrag for det enkelte år, mens forutsetningene er basert på gjennomsnittsbetraktninger. Dette er særlig viktig om man bruker erosjonsrisikokartene utenom områder de er kalibrert for. Dagens erosjonsrisikokart er kalibrert for Romerike og med den erosjonsmengden som er /var der. Ved bruk i andre områder kan jordtapene være høyere eller lavere og dette kan bli misvisende om man oppgir tallene i kg tapt jord. Ved å relatere tap i forhold til høstpløying unngås diskusjonen om nivå. Ved en forbedring i erosjonsrisikokartene til å ta inn klimavariasjonen unngås denne diskusjonen. Dersom man likevel velger å bruke kg tapt jord som en indikator må man være oppmerksom på dette forholdet. En sammenligning med bruk av tapstall kan ofte være en enkel måte å illustrere utvikling på. Så en må veie nytten opp mot klargjøring av forutsetningene for bruken.

I noen beregninger ønskes kostnadseffektivitet ved gjennomføring av tiltak. Man ønsker eks å vite kostnaden med å redusere erosjon med et gitt kg mengde. Det er spesielt i slike tilfeller en må vurdere erosjonsnivå i forhold til det område erosjonsrisikokartene er beregnet for. I slike sammenhenger blir erosjon også ofte vurdert i forhold til andre målinger som måtte finnes i vassdrag for å justere nivået.

GIS avrenning beregner endring i erosjonsrisiko for flateerosjon dersom man endrer jordarbeiding i forhold til høstpløying. Slike relative tall er veldig pedagogisk å bruke og uproblematisk. Disse tallene er ikke ment som tilførselsberegninger for hva som tilslutt havner på et gitt punkt i vassdraget. Da må man trekke inn tilleggsvurderinger i forhold til transport og retensjon i landskapet. Da blir tilførselstallene (kg/daa) mye lavere og dette blir mer riktig om man skal bruke det til tilførselsberegningene. Men rangeringen innbyrdes mellom arealene blir det samme.

Uansett hvilke type indikator man bruker er det viktig å definere hva den inneholder /beskriver og forutsetningene bak den. Ulike indikatorer kan brukes til ulike formål. Dersom resultatene deles inn pr kommune eller pr nedbørfelt, har man allerede gjort valg som har betydning for indikatorbruken.

I forbindelse med innføringen av Vanndirektivet blir det et større faglig fokus på nedbørfelter, tilførsler og muligheter for å gjennomføre tiltak. Det vil derfor bli behov for ikke bare å vurdere flateerosjon som kilde til partikkeltransport til vassdragene, men også andre kilder. Dersom andre erosjonskilder er betydelige vil det også bli behov for å kartlegge disse og inkludere dem i beregningene. Det kan gjelde erosjon rundt hydrotekniske anlegg, erosjon i planeringsfelt og erosjon i forsenkninger. Ved rapportering på erosjon fra hver kommune til vassdrag burde betydningen av de ulike erosjonsformer kartlegges slik at det eventuelt kunne få innvirkning på utformingen av de regionale miljøprogram.

Det er god effekt på redusert erosjon på å legge areal i stubb, men høstharving er også betydelig. Dersom det er erosjon i forsenkninger vil stubb være et bedre tiltak enn høstharving. For å kunne gjennomføre de mest kostnadseffektive tiltak vil det derfor bli behov for kunnskap også om slike erosjonsprosesser. Registreringer gjort i Vestfold av slike erosjonsformer (L. Simonsen, Naturplan, pers. medd) viser at det er prosesser som også bør vektlegges i miljøregnskapene og for tiltaksgjennomføring. Skog og landskap har også for Glommavassdraget utviklet metodikk der man i tillegg til erosjonsrisiko også kan ta hensyn til avstand til vannkilde. Dette kan gjøre det mulig å beregne transport og retensjon som hittill ikke har blitt tillagt like stor verdi som beregning av flateerosjon.

Referanser

- Bechmann, M., 2003. The P index as a management tool for agricultural areas. Jordforsk-rapport 65/03
- Borch, H., A. Grønlund, S. Turtumøygard og L. Øygarden, 2004. Optimering av kostnadseffektivitet av tilskuddsordningen 'Tilskudd til endret jordarbeiding i Hedmark'. Jordforsk-rapport 19/04
- Borch, H., Yri, A., Løvstad, Ø. & Turtumøygard, S. 2007. Tiltaksplan for Årungen. Bioforsk Rapport 2(52)
- Braskerud, B.C., 1997. Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensninger. V: Beregning av renseeffekt. Jordforsk-rapport 135/97
- Syversen, N., 2003. Vegetasjonssoner som rensefilter for overflateavrenning fra jordbruksmark - Variasjon i renseeffekt gjennom året og over lang tid (1992-2003). Jordforsk-rapport 73/03
- Syversen, N., S. Turtumøygard og L. Øygarden, 2004. Landbruk og spredt avløp - tilførsler og anbefalte tiltak. Jordforsk-rapport 56/04
- Syversen, N. og H. Borch, 2003. Områdeplan - Miljøtiltak i Mikkelsbekken. Jordforsk-rapport 6/03
- Syversen, N. og S. Turtumøygard, 2004. Innspill til tiltaksplan - landbruk. Ullensaker kommune. Jordforsk-rapport 100/04
- Turtumøygard, S. og A. Grønlund, 2001. GIS avrenning. Beregningsmodell for erosjon fra landbruksarealer. Jordforsk-rapport 48/01.
- Turtumøygard, S. & Øygarden, L. 2002. GIS avrenning Borrevannet. Jordforsk Rapport 71/02
- Turtumøygard, S. & Øygarden, L. 2003. GIS avrenning i Leiras nedbørfelt. Jordforsk Rapport 86/03
- Turtumøygard, S., L. Øygarden, J. Randby. 2005. GIS avrenning. Planleggingsverktøy for tiltak mot erosjon fra landbruksarealer. Jordforsk Rapport 26/05
- Turtumøygard, S. & Øygarden, L. 2007. GIS avrenning for Vestfold 2006. Bioforsk Rapport 2 (68)
- Turtumøygard, S. & Øygarden, L. 2007. GIS avrenning for Ås 2005. Bioforsk RAPPORT 2(73)
- Turtumøygard, S., Syversen, N. & Braskerud, B. 2005. GIS-basert modell for beregning av retensjon i fangdammer og vegetasjonssoner. Jordforsk rapport 54/05
- Turtumøygard, S. & Øygarden, L. 2006. GIS i avrenning i Vestfold 2005. Bioforsk Rapport 1(47)